Pêches et Océans Canada | Fisheries and Oceans Canada
Sciences des écosystèmes et des océans | Ecosystems and Oceans Science
Région du Pacifique
Secrétariat canadien de consultation scientifique
Réponse des Sciences 2016/050

EXAMEN TECHNIQUE DE L'ÉVALUATION ENVIRONNEMENTALE DU TERMINAL 2 À ROBERTS BANK : SECTION 10.3 – ÉVALUATION DE LA PRODUCTIVITÉ DE L'ÉCOSYSTÈME

1.0 Contexte

L'Administration portuaire Vancouver Fraser, anciennement Port Metro Vancouver (le promoteur), propose de construire et d'exploiter le Terminal 2 de Roberts Bank, un nouveau terminal portuaire pour conteneurs à trois postes d'amarrage à Roberts Bank, Delta, en Colombie-Britannique (ci-après appelé le projet). Le terminal proposé se situe près des terminaux de Deltaport et de Westshore. En plus de la construction du nouveau terminal, le promoteur a proposé d'élargir la partie nord du pont-jetée actuel de Roberts Bank à partir de sa connexion à l'est avec la terre ferme jusqu'à l'entrée du nouveau terminal. Le promoteur propose aussi d'agrandir le bassin pour remorqueurs actuel, relié au côté nord-est du terminal de Deltaport. Le promoteur prévoit que le nouveau terminal portuaire devrait traiter jusqu'à 260 escales de porte-conteneurs par an à plein rendement, avec l'aide de deux ou trois remorqueurs d'escorte ou d'accostage pour faire manœuvrer les navires à destination et en provenance des postes d'amarrage qui leur sont attribués. Le terminal est conçu pour fonctionner 24 heures sur 24 tout au long de l'année.

Le projet de Terminal 2 à Roberts Bank est soumis à une évaluation environnementale par une commission d'examen en vertu de la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale*, 2012. En tant qu'autorité fédérale dans le cadre de l'évaluation environnementale du projet de Terminal 2 de Roberts Bank, Pêches et Océans Canada (MPO) sera appelé à présenter des preuves à la commission d'examen et à des audiences publiques, à l'appui de l'expertise qu'elle fournit quant aux effets du projet sur le poisson et son habitat, notamment sur les espèces aquatiques en péril, et à la pertinence des mesures d'atténuation et de compensation et des programmes de suivi et de surveillance proposés par le promoteur. Le Programme de protection des pêches (PPP) de la région du Pacifique du MPO coordonnera la participation du MPO à l'évaluation environnementale.

Le promoteur a évalué la productivité future de l'écosystème de Roberts Bank au moyen du cadre modèle Ecopath avec Ecosim et Ecospace (EwE). Les répercussions potentielles du projet sur les conditions hydrodynamiques et le transport des sédiments dans la zone à la suite de modifications de la configuration et de l'intensité des vents, des vagues et des courants sont projetées au moyen de différents cadres modèles. Une réponse des Sciences complémentaire (MPO 2016) a été élaborée par le MPO et Ressources naturelles Canada (RNCan) pour examiner la section 9.5 « Géomorphologie côtière » de l'énoncé des incidences environnementales (EIE), qui décrit les modèles hydrodynamiques et de sédimentologie qui ont été utilisés pour évaluer l'effet du projet sur les mouvements de l'eau et des sédiments.

Les résultats des modèles EwE sont incorporés dans l'analyse des effets potentiels du projet sur la productivité continue des pêches commerciales, récréatives et autochtones. Par conséquent, le Programme de protection des pêches (PPP) du MPO a demandé que la

Direction des sciences du MPO fournisse une évaluation de la description des effets liés au projet réalisée par le promoteur au moyen du modèle d'écosystème Ecopath avec Ecosim et Ecospace (EwE).

Les objectifs de la présente réponse des Sciences sont les suivants :

1. déterminer si les groupes fonctionnels et les facteurs abiotiques utilisés dans le modèle représentent adéquatement l'écosystème de Roberts Bank;
2. évaluer si les estimations des paramètres utilisés par le modèle sont valides et scientifiquement valables pour le système visé;
3. juger si les limites et les incertitudes du modèle ont été déterminées et correctement prises en considération dans la détermination de la représentation par le modèle des conditions actuelles et des conditions futures possibles;
4. fournir un avis indiquant si les résultats du modèle concernant les effets potentiels du projet sur le poisson et l'habitat du poisson, les oiseaux migrateurs et leurs ressources alimentaires sont valides et valables scientifiquement.
5. Si possible, fournir un avis sur la validité de l'utilisation du cadre modèle EwE pour quantifier les impacts à grande échelle sur l'habitat et la productivité du poisson, et sur la productivité des oiseaux migrateurs.

La présente réponse des Sciences évalue la section 10.0 « Milieu biophysique » et porte une attention particulière à la section 10.3 « Aperçu de l'évaluation de la productivité de l'écosystème » dans l'EIE, tel qu'il a été soumis par le promoteur (Port Metro Vancouver 2015). Cette section, et donc la présente réponse, décrivent la méthode de modélisation de l'écosystème qui a été adoptée pour évaluer les effets directs et indirects de l'empreinte du terminal et du pont-jetée élargi proposés, ci-après nommés « le projet ». Ce modèle d'écosystème fournit des extrants liés aux effets potentiels du projet sur la zone d'étude au niveau de l'écosystème, y compris les espèces aquatiques et les espèces d'oiseaux dans la zone du projet. L'évaluation du modèle et de ses extrants nécessitait donc une expertise en matière d'espèces aquatiques et d'espèces d'oiseaux migrateurs. Par conséquent, la présente réponse des Sciences est le produit d'un examen conjoint du MPO et d'Environnement et Changement climatique Canada (ECCC), du Service canadien de la faune et de Sciences de la faune et du paysage afin de fournir une évaluation complète.

La présente réponse des Sciences découle du processus de réponse des Sciences de juillet 2016 sur l'Examen technique de l'application du modèle de productivité de l'écosystème Ecosim avec Ecopath et Ecospace (EwE) dans le cadre de l'évaluation environnementale du Terminal 2 à Roberts Bank.

2.0 Renseignements de base

2.1 Contexte et cadre de référence

Les principales composantes du projet ont une empreinte totale d'environ 1,79 km^2, répartie selon les composantes suivantes :

- Terminal portuaire : 1 335 km^2, comprenant le terminal (1,16 km^2), la zone draguée du poste d'amarrage et les aires d'approche maritimes (0,174 km^2)
- Pont-jetée élargi : 0,424 km^2
- Bassin pour remorqueurs agrandi : 0,031 km^2

Roberts Bank, dans l'estuaire du fleuve Fraser, se compose d'habitats intertidaux et infratidaux complexes, comprenant notamment des herbiers de zostère intertidaux, et constitue une aire de séjour importante pour les oiseaux de rivage migrateurs, ainsi que des habitats productifs d'alimentation et de croissance pour de nombreuses espèces de poissons et d'invertébrés. Il fournit également un habitat aux épaulards (population résidente du sud) en voie de disparition et à d'autres mammifères marins. Les conditions environnementales de Roberts Bank sont dynamiques et sont influencées par divers facteurs atmosphériques et océanographiques, notamment l'écoulement d'eau douce et le rejet du panache de sédiments du fleuve Fraser, les courants de marée diurne, les vents et les vagues dominants et ceux que provoquent les tempêtes. En outre, la zone située entre les digues assure le drainage important des zones de marais et agricoles, qui possèdent des caractéristiques différentes de celles des eaux marines et qui longent la jetée de traversier.

Pour fournir les avis scientifiques nécessaires, la présente réponse des Sciences se concentre sur la section 10 « Milieu biophysique » de l'énoncé des incidences environnementales (EIE) (Port Metro Vancouver 2015a), en particulier la section 10.3 « Aperçu de l'évaluation de la productivité de l'écosystème » (Port Metro Vancouver 2015b) et ses annexes connexes, l'annexe 10-B « Estimations des paramètres du modèle Ecopath avec Ecosim et Ecospace pour le projet Roberts Bank » (Hemmera 2014), l'annexe 10-C « Mise au point et principale exécution du modèle d'écosystème de Roberts Bank » (ESSA Technologies 2014a), et l'annexe 10-D « Analyses de sensibilité du modèle d'écosystème de Roberts Bank » (ESSA Technologies 2014b). D'autres renseignements importants ont été obtenus à partir de la réponse n° 6 à une demande d'information (IR-7.31.15-06; numéro de référence 80054 de l'Agence canadienne d'évaluation environnementale, 26 octobre 2015) (Port Metro Vancouver 2015c) et des réponses par écrit aux questions sur la modélisation de la géomorphologie côtière et de l'écosystème, fournies par le promoteur au MPO, à ECCC et à RNCan le 2 mars 2016 (Port Metro Vancouver [PMV], message n° TRE-01-RBT2-0004A, désigné dans la présente réponse des Sciences par « Réponse PMV 2016-03-02 ») (Administration portuaire Vancouver Fraser 2016).

Le processus à suivre pour la préparation de la présente réponse des Sciences a commencé par un examen initial de l'EIE présenté, suivi d'une réunion en personne avec le promoteur, ses entrepreneurs et des représentants du MPO, d'ECCC et de RNCan afin de discuter des questions soulevées au cours de l'examen initial et de clarifier celles-ci (Vancouver, 23 novembre 2015). Le MPO et RNCan ont fourni des questions écrites au promoteur en se fondant sur l'examen préliminaire de l'EIE le 19 novembre 2015. ECCC a également fourni des questions écrites au promoteur, fondées sur son examen préliminaire de l'EIE le 1er décembre 2015 et le 20 janvier 2016. Cette importante réunion initiale a été suivie par des réunions de plus petite envergure entre le promoteur, ses entrepreneurs, le MPO et RNCan : le 11 décembre 2015 pour clarifier les questions de modélisation de l'hydrologie et des sédiments; avec le MPO le 8 janvier 2016 afin de clarifier les questions de modélisation de l'écosystème; et avec ECCC le 18 février 2016 pour clarifier les questions relatives aux oiseaux. Les réponses écrites aux questions de toutes ces réunions ont été fournies par le promoteur au MPO, à ECCC et à RNCan en tant que « réponse PMV 2016-03-02 » et « réponse PMV 2016-05-30 » (Administration portuaire Vancouver Fraser 2016). Les réponses de l'Administration portuaire Vancouver Fraser aux questions posées par le MPO et RNCan en ce qui concerne la modélisation de la géomorphologie côtière ont été publiées dans le Registre canadien d'évaluation environnementale (RCEE).

2.2 Méthode d'évaluation de la productivité de l'écosystème

Le promoteur a adopté une approche écosystémique pour évaluer les effets directs et indirects du projet sur la productivité de l'écosystème de Roberts Bank. Une approche fondée sur le poids de la preuve a été utilisée pour évaluer les effets potentiels du projet sur la productivité de l'écosystème et a sélectionné certaines composantes clés dans la zone d'étude; cette approche comprenait un modèle de simulation spatiale de l'écosystème (qui comprenait un modèle de capacité de l'habitat), un modèle d'occasion des oiseaux de rivage, et des données empiriques. Il est important de noter que les effets éventuels sur le système pendant la phase de construction ou résultants de l'élargissement du bassin de remorqueurs ont été exclus de ce processus de modélisation; l'accent a plutôt été mis sur une comparaison de la productivité du système modélisée avant et après la mise en place du terminal proposé et du pont-jetée élargi. Le modèle de simulation de l'écosystème choisi était Ecopath avec Ecosim et sa version spatiale Ecospace (collectivement désignés ici cadre EwE, ou modèle EwE). Cette méthode de modélisation a été recommandée par un ancien Groupe consultatif technique sur la capacité productive, constitué de représentants d'experts techniques issus d'organismes gouvernementaux, du milieu universitaire, d'organismes non gouvernementaux, de l'Administration portuaire Vancouver Fraser et ses consultants (Compass 2013), réunis par le promoteur, et qui a aussi recommandé une sélection d'espèces focales pour le modèle. La sélection finale des groupes fonctionnels, et le réseau trophique résultant, qui forment le cœur de ce modèle d'écosystème sont illustrés à la figure 1.

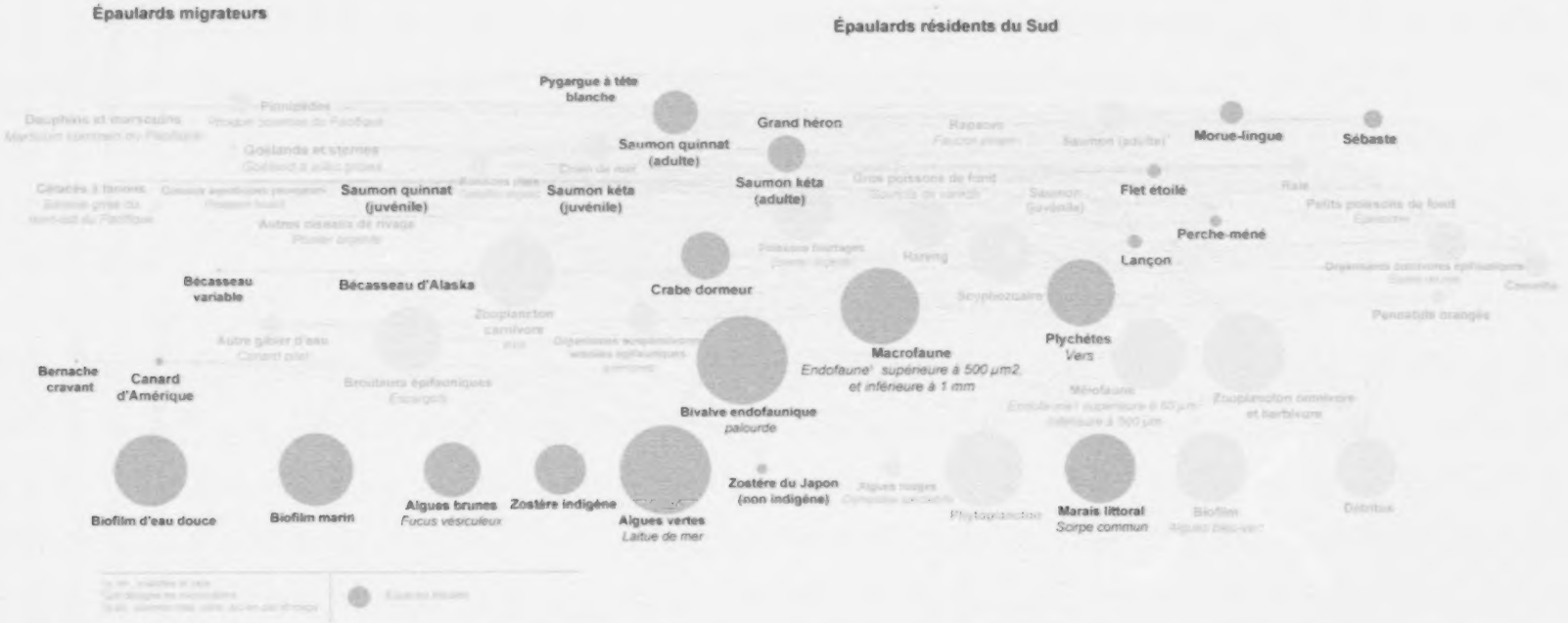

Figure 1. Réseau trophique du modèle Ecopath avec Ecosim pour Roberts Bank (adapté d'après la fig. 10.3.3 de la section 10 du volume 3 de l'EIE, aux pages 10-16). Les groupes en orange représentent les groupes focaux; la taille des symboles représente la quantité annuelle relative de biomasse dans la zone d'étude de Roberts Bank.

Le cadre EwE est une méthode commune de modélisation des écosystèmes, qui a été élaborée et élargie au cours des deux à trois dernières décennies. Elle comporte actuellement trois principaux éléments :

1. Ecopath – le modèle de base qui fournit un aperçu du système fondé sur le bilan massique
2. Ecosim – un module qui permet une modélisation par simulation au fil du temps
3. Ecospace – un module qui permet une modélisation par simulation dans l'espace

Pour qu'un modèle EwE soit flexible, les espèces sont rassemblées en groupes fonctionnels en fonction de leurs caractéristiques écologiques similaires (préférences en matière d'habitat et de proie, etc.); les modèles pour Roberts Bank comportaient 58 groupes fonctionnels. La première étape (Ecopath) consistait à obtenir des paramètres d'entrée représentant la biomasse, la production, la consommation, l'émigration et le régime alimentaire de chaque groupe fonctionnel. Ces paramètres ont ensuite été calibrés dans un processus itératif jusqu'à ce que la production et la consommation globales soient équilibrées (une approche par bilan massique), ce qui a permis d'obtenir un réseau trophique modèle avec des estimations du transfert d'énergie entre les groupes fonctionnels (figure 1).

Dans un deuxième temps, Ecosim a été combiné au modèle spatial Ecospace. Les variables abiotiques sélectionnées dans cet EIE (profondeur, salinité, courant de fond, hauteur de vague, type de sédiment) ont été utilisées comme des forçages externes pour le module Ecospace. Ces variables abiotiques ont fourni les forçages physiques pour les simulations sans, et avec, le projet. Puisque les données de séries chronologiques sur les groupes fonctionnels du modèle n'étaient pas disponibles, Ecospace a été exécuté jusqu'à ce que le modèle atteigne un équilibre, en utilisant diverses hypothèses sur la valeur du paramètre de vulnérabilité (voir la section 3.5.2). Dans cet EIE, l'intervalle de temps sélectionné était annuel, donc toutes les variables, abiotiques et biotiques, étaient exprimées en moyennes annuelles. Tel qu'il a été utilisé dans cet EIE, le module Ecospace comportait un modèle de capacité de l'habitat, qui estimait la répartition des groupes fonctionnels en fonction de leurs préférences environnementales pour chaque variable abiotique (profondeur, salinité, courant de fond, hauteur de vague) et pour le type de substrat (sable, boue, etc.). Le modèle établissait ainsi une répartition spatiale des groupes fonctionnels dans le domaine du modèle en fonction de leurs préférences environnementales et des répartitions de ces variables abiotiques, avec et sans le projet. La taille de l'unité spatiale sélectionnée (« pixel ») pour le modèle Ecospace était de 100 m^2. Essentiellement, un modèle Ecopath a été construit pour chaque pixel, avec des règles particulières régissant la façon dont les groupes fonctionnels interagissaient et se déplaçaient parmi ces unités spatiales. Le module Ecospace a été exécuté jusqu'à ce qu'il approche de l'équilibre (20 années de modèle) afin d'établir les répartitions spatiales sans le projet. Pour les simulations « avec le projet », le modèle a été exécuté pour une période initiale de 10 ans, puis les répartitions spatiales des variables abiotiques avec le projet ont été ajoutées et le modèle a été exécuté pour 10 années supplémentaires[1]. Les extrants du modèle ont prévu des changements en matière de potentiel productif de l'écosystème de Roberts Bank, en faisant une comparaison (rapport) avec et sans le projet, plutôt qu'une perte ou un gain de biomasse absolue à la suite de ce projet.

[1] EIE, annexe 10-C, p. 26

3.0 Analyse et réponse

Les sections suivantes de l'énoncé des incidences environnementales et des documents supplémentaires ont été examinés pour la formulation de la présente réponse :

Document/Section	Titre
Section 10 de l'EIE Y compris les annexes 10B, 10C et 10D (Port Metro Vancouver, 2015a, Hemmera 2014, ESSA Technologies 2014a, ESSA Technologies 2014b)	Milieu biophysique Annexe 10-B : Estimations des paramètres du modèle d'écosystème de Roberts Bank. Port Metro Vancouver, dossier 302-035.03. Annexe 10-C : Mise au point et principale exécution du modèle d'écosystème de Roberts Bank. Port Metro Vancouver Annexe 10-D : Analyses de sensibilité du modèle d'écosystème de Roberts Bank Port Metro Vancouver
Document n° 547 du RCEE (y compris les annexes) : « réponse PMV 2016-03-02 » et « réponse PMV 2016-05-30 » (Administration portuaire Vancouver Fraser, 2016)	L'Administration portuaire Vancouver Fraser à la commission d'examen – Objet : Réponses aux questions techniques préliminaires soumises au cours de la phase d'évaluation de l'exhaustivité par Pêches et Océans Canada, Ressources naturelles Canada, et Environnement et Changement climatique Canada, au sujet de la modélisation de l'écosystème à l'appui de l'examen environnemental du projet de Terminal 2 à Roberts Bank.

3.1 L'équipe EwE

La création de ce modèle d'écosystème a été une tâche complexe qui exigeait des connaissances sur l'écosystème à modéliser, sur la façon d'établir les valeurs initiales des paramètres, sur la détermination des plages de valeurs raisonnables pour ces paramètres, ainsi que sur la manière d'équilibrer le modèle et de reconnaître quand les extrants du modèle étaient irréalistes. Ces tâches se sont encore compliquées lorsque la dynamique spatiale du modèle entrait en ligne de compte, comme avec Ecospace. L'équipe engagée par le promoteur pour effectuer cette modélisation écosystémique pour l'EIE du Terminal 2 de Roberts Bank (RBT2) était dirigée par des scientifiques à l'Institute for the Oceans and Fisheries situé à l'Université de Colombie-Britannique, à Vancouver. Ces scientifiques sont à l'avant-garde mondiale en ce qui concerne le cadre modèle EwE, puisqu'ils ont travaillé en bonne partie à sa mise en œuvre actuelle et qu'ils continuent à être à l'origine des précisions et des extensions de ce modèle. La construction et l'exécution du modèle pour cet écosystème précis ont été effectuées en collaboration avec ESSA Technologies de Vancouver. Les valeurs des paramètres du modèle écosystémique ont été obtenues en partie à partir d'études d'observation menées dans la zone par Hemmera, de Burnaby, en Colombie-Britannique.

3.2 Aperçu des résultats de l'évaluation de la modélisation hydrologique et des sédiments

La mise en œuvre des simulations « avec le projet » du modèle écosystémique a été effectuée en alimentant le modèle avec les variables abiotiques au fur et à mesure qu'elles étaient projetées pour être réparties avec l'empreinte du projet. Dans le contexte de cet EIE, il a été possible de déterminer la profondeur, la salinité, les courants de fond, la hauteur de vague et le

type de sédiments sans le projet, et les changements avec le projet, grâce à la construction de modèles hydrodynamiques et de transport des sédiments. Les extrants de ces modèles, en combinaison avec les préférences définies des divers groupes biologiques en matière d'environnement, ont ensuite été utilisés comme intrants du modèle Ecospace afin de définir les répartitions spatiales de ces groupes fonctionnels. La mise en œuvre de ces modèles hydrologique et de transport des sédiments dans le présent EIE a été examinée par le MPO et RNCan (MPO 2016). Cet examen a permis de conclure que la mise en œuvre de ces modèles pour cet EIE était adéquate dans des conditions hivernales moyennes, mais qu'elle manquait de validation pour les conditions estivales, en particulier avec de forts courants d'eau douce provenant du fleuve Fraser. Les simulations de fortes tempêtes, et de leurs répercussions sur les conditions de vagues et le transport des sédiments, manquaient également. L'effet de l'action des vagues et de la vitesse du courant sur le transport des sédiments est non linéaire, de sorte que l'augmentation des vents sur de courtes périodes peut avoir des incidences sur les processus de transport des sédiments, sur la topographie du fond et sur la profondeur de l'eau qui surpassent celles qui ont été déterminées dans le cadre de conditions moyennes du modèle. Dans l'ensemble, l'examen a conclu qu'un plus grand nombre d'analyses de sensibilité est nécessaire pour que les résultats du modèle dans des conditions « non moyennes » soient considérés comme fiables. Cette conclusion implique, pour l'examen présent du modèle EwE, que l'étendue complète de la variabilité des caractéristiques abiotiques, comme la topographie du fond, le courant de fond et la hauteur de vague, et l'incidence qu'elles pourraient avoir sur les groupes fonctionnels pertinents dans le modèle avec le projet, pourraient ne pas être représentées de façon adéquate. Des analyses de sensibilité ont été fournies en faisant varier l'intensité des variables abiotiques, et en éliminant des variables abiotiques pour évaluer leurs effets interactifs. En général, les résultats du modèle écosystémique résistaient à ces analyses de sensibilité, puisque pour la plupart des groupes, on enregistrait une variation inférieure à 5 %. Des changements plus importants, cependant, ont été observés pour le producteur primaire et des regroupements d'oiseaux, et pour certains groupes de poissons, lorsque diverses variables abiotiques étaient omises[2].

3.3 Mise en œuvre du modèle

3.3.1 L'objectif du modèle EwE

Le modèle EwE avait pour but de fournir une source de données qui permettrait d'évaluer les répercussions potentielles du projet sur l'écosystème de Roberts Bank et qui serait ensuite utilisée avec d'autres sources de données pour effectuer l'évaluation finale. Plus précisément, « ... l'objectif du modèle de RB [Roberts Bank] n'était pas de fournir une évaluation des répercussions du projet pour chaque groupe fonctionnel à une petite échelle temporelle, mais d'estimer les changements en matière de potentiel productif, avec et sans le projet, au niveau de l'écosystème »[3]. Par ailleurs, « ...l'objectif principal du modèle de l'écosystème de RB est l'évaluation des changements potentiels dans la productivité causés par de tels facteurs abiotiques, avec et sans le terminal et le pont-jetée »[4]. Les résultats sont présentés pour les groupes fonctionnels sélectionnés; aucun résultat n'a été présenté au sujet des changements potentiels dans la structure ou la fonction de l'écosystème.

[2] EIE, annexe 10-D, p. ii - iii
[3] Réponse PMV 2016-03-02, p. 99, lignes 1914-1917
[4] Réponse PMV 2016-03-02, p. 38, lignes 689-691

3.3.2 Applicabilité du cadre modèle EwE à la région de Roberts Bank

Les modèles EwE fonctionnent le mieux lorsque les échanges au sein du système modélisé sont plus nombreux que les échanges entre le système modélisé et le monde « extérieur ». En pratique, cela signifie que les modèles EwE fonctionnent au mieux pour des systèmes plus grands avec peu d'échanges externes. Dans une méta-analyse de 433 modèles Ecopath, Colléter *et al.* (2015) a conclu que « ...dans les deux dernières décennies, l'étendue de la région des modèles a évolué vers des régions très vastes, et la médiane a changé en conséquence, d'environ 1 000 km^2 en 1984-1993 à environ 100 000 km^2 en 1994-2014 ». La section de l'écosystème de Roberts Bank qui est incluse dans le modèle EwE était, comparativement, petite (54,68 km^2) et complexe. Il s'agit d'un environnement dominé par les zones intertidales qui est sujet aux fortes influences saisonnières des échanges d'eau douce et d'eau de mer le long de limites relativement vastes du côté de la mer et du côté du littoral.

Les processus qui se déroulent hors de l'écosystème modélisé contribueront à la dynamique au sein de l'écosystème modélisé (p. ex. les prédateurs « extérieurs » qui fournissent de la nourriture et qui sont présents dans l'écosystème de Roberts Bank une partie de l'année seulement; les prédateurs qui se nourrissent peut-être dans l'écosystème de Roberts Bank, mais qui exportent cette énergie lorsqu'ils migrent hors de la région), mais pourraient ne pas être bien résolus par le modèle EwE. Le promoteur justifie l'échelle spatiale en indiquant qu'elle a été choisie précisément pour les questions posées au sujet des changements de productivité, et parce qu'on suppose que les influences relatives des échanges externes sont identiques avec et sans le projet. Par ailleurs, on a supposé dans le modèle que les espèces très mobiles, dont la base de proies est vaste, se nourriraient partiellement d'énergie externe provenant de l'extérieur du système modélisé[5]. Cependant, les répartitions des organismes pourraient varier avec et sans le projet, ce qui pourrait avoir une incidence sur leurs interactions avec des zones situées à l'extérieur du système modélisé, et l'utilisation de régimes alimentaires provenant de l'extérieur du système modélisé pourrait ne pas refléter les impacts du projet. Il est nécessaire d'obtenir des éclaicissements sur la façon dont le modèle EwE prend en compte les échanges et les interactions avec des écosystèmes adjacents. Par exemple, on pourrait affirmer qu'un écosystème qui est ouvert aux échanges fréquents d'eau et de matière organique provenant d'au-delà de ses limites pourrait être plus solide face aux perturbations locales, comme le projet.

Les renseignements et les hypothèses utilisés pour certains des taxons dans ce modèle d'écosystème présentent des incohérences. Pour le crabe dormeur, la justification de l'estimation totale de la biomasse adulte (y compris les femelles) à partir de la biomasse des mâles pêchés n'est pas claire. Par ailleurs, il n'apparaît pas clairement si la croissance plus lente des crabes femelles une fois qu'elles ont atteint la maturité sexuelle, par rapport aux crabes mâles, a été prise en compte. La matrice du régime alimentaire pour l'aiguillat commun ne représente pas bien le régime alimentaire réel, en particulier celui des euphausiacés, des harengs et des crevettes, et des références plus récentes que celles qui ont été utilisées dans l'EIE existent pour les estimations de la biomasse de l'aiguillat commun dans la zone d'étude.

La mortalité par pêche n'a pas été incluse dans le modèle, suivant l'hypothèse selon laquelle celle-ci ne changerait pas, avec ou sans le projet. Bien que cette hypothèse puisse être vraie, le modèle a été paramétré en ignorant une source de mortalité qui aura une influence sur la production totale. Par essence, la pêche retire de la biomasse de l'écosystème, ce qui entraîne une biomasse disponible inférieure pour les niveaux trophiques supérieurs. Il n'est pas clair en quoi cela pourrait avoir une incidence sur l'écosystème avec et sans le Projet, mais cela pourrait

[5] Réponse PMV 2016-03-02, p. 29, lignes 446-464

entraîner des différences notables si, par exemple, il y avait des seuils dans les réactions alimentaires des espèces de ces niveaux trophiques supérieurs. Le modèle Ecopath qui a été utilisé est relativement non restreint, puisque de nombreuses capacités écologiques sont faibles, même pour les espèces fourragères pour lesquelles on pourrait s'attendre à ce qu'elles soient plus élevées. Le nombre d'espèces exploitées, ou les degrés d'exploitation, ne sont pas clairs, mais même si cela ne change pas avec le projet, ces taux de mortalité devraient être inclus dans le modèle afin d'ajouter des contraintes réalistes aux groupes fonctionnels exploités.

3.3.3 Documentation du modèle

D'après des questions du MPO, d'ECCC et de RNCan à la suite de leur examen initial de l'EIE, le promoteur a fourni des réponses écrites datées du 2 mars 2016, afin de clarifier plusieurs étapes de l'élaboration et de la mise en œuvre du modèle. Cependant, plusieurs questions subsistent, y compris des questions sur le module Ecospace. Ecospace a fait l'objet de plusieurs développements récents, comme l'inclusion du cadre des couches de données spatio-temporelles (Steenbeek *et al.* 2013), le modèle de capacité de l'habitat (Christensen *et al.* 2014), et l'analyse par la méthode de Monte Carlo comprenant la matrice du régime alimentaire. Pour le moment, peu d'études publiées utilisent ces derniers développements d'Ecospace, et leur documentation et justification doivent être améliorées dans l'EIE.

Il reste également des questions sur la façon dont la routine de randomisation de la méthode de Monte Carlo traitait les données sur le régime alimentaire. Le rapport indique que la routine de la méthode de Monte Carlo sélectionnait de façon aléatoire les paramètres d'entrée à partir des plages d'entrée, et que seuls des modèles équilibrés ont été utilisés. Cela suggère qu'une grande proportion des modèles n'était pas équilibrée et que ceux-ci n'ont donc pas été utilisés (par exemple, l'EIE indique qu'environ un sur 1 000 paramètres d'entrée échantillonnés était équilibré[6]). Un tableau indiquant les valeurs minimales, maximales, modales, moyennes et médianes des exécutions de la méthode de Monte Carlo pour tous les paramètres permettrait d'évaluer dans quelle mesure la variation était réellement échantillonnée par les exécutions des modèles équilibrés. Cela est recommandé dans les renseignements destinés aux utilisateurs d'EwE, c.-à-d., « Les utilisateurs devraient vérifier la plage des paramètres d'entrée qui sont réellement utilisés dans les essais dans le fichier.csv de sortie (voir ci-dessous ».[7]

En outre, la documentation de la dérivation des paramètres pour les groupes fonctionnels présente plusieurs problèmes. Cette documentation devrait clairement décrire la façon dont le paramètre d'entrée a été estimé et le degré d'incertitude pour ce paramètre. Par exemple, la biomasse d'entrée des pinnipèdes a été définie à 0,4 t/km^2, tirée des estimations de 0,34 pour les phoques communs et de deux estimations pour les otaries de Steller (0,12 et 0,14 t/km^2). Aucune explication n'a été donnée quant à la méthode ayant permis de déterminer que la biomasse globale estimée des pinnipèdes était de 0,4 t/km^2. Le régime alimentaire du lançon a été décrit dans l'EIE comme consistant principalement en du zooplancton[8], tandis que le tableau des régimes alimentaires pour les exécutions du modèle[9] comprenait 20 % de macrofaune, 10 % d'algues vertes et 10 % de détritus. La raison pour laquelle ces proies supplémentaires ont été incluses dans le régime alimentaire utilisé pour les exécutions du modèle n'est pas claire.

[6] EIE, annexe 10D, section 2.4, p. 5
[7] Fichier d'aide EwE : p. 151
[8] EIE, annexe 10b, section 4,13.3, p. 76
[9] EIE, annexe A de l'annexe 10B

3.3.4 Groupes fonctionnels très mobiles

La mise en œuvre du cadre EwE prenait en compte des groupes fonctionnels transitoires et migrateurs. Cela est tout à fait approprié et ces groupes ne peuvent pas être exclus. La méthode adoptée dans le module Ecospace était d'imposer un taux de dispersion faible (et conservateur) parmi les unités spatiales du modèle (« pixels ») de 1 km/an^{-1}. Cela pourrait être approprié pour les organismes benthiques à faible mobilité, mais il s'agit probablement d'une sous-estimation des mouvements de nombreux autres groupes fonctionnels. Les conséquences de l'utilisation de taux de dispersion plus élevés, et peut-être plus propres aux groupes fonctionnels, n'ont pas été envisagés. Les promoteurs ont affirmé que des taux de dispersion plus élevés réduiraient les impacts, puisque les espèces peuvent quitter les zones moins désirables plus rapidement, à des fins d'exhaustivité; ces exécutions devraient être effectuées et évaluées. Les espèces mobiles apporteront également dans l'écosystème modélisé de l'énergie (nourriture) capturée hors du système. Ce processus a été inclus dans le modèle avec l'utilisation d'un facteur d'importation de la nourriture reflétant la consommation de proies hors de la région modélisée, en supposant que les groupes présentant des taux d'importation élevés étaient peu susceptibles de réagir aux changements locaux à Roberts Bank[10]. Cette hypothèse doit être justifiée, peut-être au niveau du groupe fonctionnel; par exemple, de nombreuses espèces d'oiseaux migrateurs et de saumons du Pacifique utilisent l'écosystème de Roberts Bank pour obtenir de la nourriture et poursuivre leurs migrations. Bien que cette nourriture ne représente pas une grande part de leur consommation annuelle, elle peut être essentielle pour leur permettre de poursuivre leurs migrations.

Le modèle EwE n'est pas conçu pour tenir compte des différences de qualité des proies, c.-à-d. les différences liées aux rapports d'acides gras essentiels ou de nutriments. Les mêmes espèces de proies peuvent avoir une valeur nutritionnelle plus ou moins élevée pour les prédateurs en fonction des conditions dans lesquelles elles grandissent et des variations saisonnières. C'est une préoccupation particulière avec la qualité nutritionnelle du biofilm formé en majorité par des diatomées. Le biofilm de diatomées est important pour le bécasseau d'Alaska (*Calidris mauri*), qui est un grand migrateur. Malgré ses mérites en matière de prédiction en relation avec d'autres composantes de l'écosystème, le modèle EwE n'est pas informatif en ce qui concerne la compréhension des impacts potentiels du projet sur le biofilm et le bécasseau d'Alaska. Bien que cet exemple soit propre aux oiseaux de mer, il existe un potentiel pour que les différences de qualité du biofilm soient également un problème pour les copépodes, qui se nourrissent du biofilm et, par conséquent, pour les saumons juvéniles qui se nourrissent de ces copépodes (p. ex. Sutherland *et al.* 2013).

Par ailleurs, le modèle EwE n'est pas conçu pour prévoir les effets du projet sur la qualité de l'eau, bien que le promoteur ait fait remarquer que « d'autres facteurs biotiques non inclus ont été jugés représentatifs de variables qui étaient déjà incluses dans le modèle… »[11]. Le projet est susceptible d'entraîner des changements dans les conditions physiques et la qualité de l'eau, de façon isolée ou combinée, ce qui pourrait avoir des incidences sur la productivité ou la qualité nutritionnelle d'organismes proies essentiels pour les espèces locales et migratrices qui ne seront pas prises en compte par le modèle. Le modèle EwE n'évalue pas la production de nutriments essentiels ou les répercussions de la modification d'importants paramètres physiques ou de la qualité de l'eau sur la structure de la communauté de biofilms, et par conséquent sur des oiseaux migrateurs importants.

[10] Réponse PMV 2016-03-02, p. 28, lignes 429-436

[11] EIE, section 10, p. 10-11.

Le modèle n'inclut pas de facteurs biotiques pour les environnements pélagique et benthique permettant d'évaluer le développement potentiel d'épisodes d'eutrophisation et d'enrichissement organique benthique, respectivement. Les indicateurs organiques et redox, des mesures classiques des évaluations environnementales qui sont utilisées pour déterminer les changements dans les réponses des groupes fonctionnels, ont été inclus dans la récente troisième évaluation environnementale Deltaport (c.-à-d. pélagique : chlorophylle, nutriments dissous; benthique : teneur en azote et en carbone des sédiments, état de redox [concentration de sulfure]). On sait que les épisodes anoxiques benthiques basés sur l'enrichissement organique sont des moteurs déterminants de la composition et de l'exclusion des communautés, quel que soit le type de substrat. En l'absence de facteurs biotiques (p. ex. particules organiques), le modèle n'a pas pris en compte le potentiel d'enrichissement organique benthique qui coïncide avec les processus d'envasement dans les replats de marée supérieurs. Le coin de replat de marée bordé par la digue Delta et le pont-jetée de Deltaport a servi de bassin hydrographique pour le limon du fleuve Fraser depuis le développement du pont-jetée d'origine de Deltaport (Sutherland *et al.* 2013). La position proposée du nouveau terminal placé à l'extrémité côté mer du pont-jetée de Deltaport pourrait créer une zone en forme de croissant dans le sillage du panache du fleuve Fraser. Cette caractéristique peut offrir un piège à limon plus efficace qui favorisera l'enrichissement en matière organique benthique. Cet élément de l'évaluation environnementale semble être absent, or il est important pour évaluer l'habitat du poisson dans cette zone.

3.3.5 Saisonnalité (pas de temps modèle)

Les données d'entrée permettant de paramétrer le modèle étaient disponibles pour différentes échelles de temps, d'horaire (p. ex. données physiques sur la salinité et le débit d'eau) à annuelle (p. ex. biomasse des espèces). Les promoteurs ont indiqué[12] qu'il s'agit là d'une force du modèle EwE, bien qu'au final, le modèle a été exécuté en utilisant un pas de temps annuel, une moyenne annuelle ayant été calculée à partir de toutes les valeurs infra-annuelles. Par conséquent, cette méthode n'intégrait pas d'importants processus saisonniers, comme les différences entre hiver et été en matière de salinité et de propriété des tempêtes, ainsi que l'apparition saisonnière de nombreux prédateurs et de proies, comme les saumons et les oiseaux migrateurs, qui est bien plus importante que la moyenne annuelle. Par exemple, les saumons juvéniles migrent du fleuve Fraser vers Roberts Bank au printemps, avant de se rendre dans des eaux plus profondes. Si l'on calcule la moyenne sur l'année de ces abondances printanières, les abondances moyennes seraient 5 à 10 fois plus faibles que les abondances réelles au printemps (c.-à-d. calcul de la moyenne de la biomasse qui est présente deux mois sur une période de 12 mois). De plus, cette méthode ne prenait pas en compte l'intensité des processus, comme la croissance et la prédation, qui peuvent se concentrer sur des périodes allant de quelques semaines à quelques mois. Il se peut que d'importants effets de seuil à certaines périodes et certains endroits ne soient pas considérés en cas d'utilisation d'un pas de temps annuel pour le modèle. Le module Ecospace a un pas de temps mensuel[13], par conséquent, il est possible d'exécuter ce module avec un pas de temps infra-annuel. Par exemple, les promoteurs suggèrent[14] que certaines données sont inadéquates pour modéliser les effets potentiels du projet sur la durée de production du biofilm, ce qui pourrait avoir des implications pour le bécasseau variable et le bécasseau d'Alaska, qui sont des migrateurs. Cependant, cela pourrait être modélisé de façon exploratoire afin de déterminer des hypothèses sur les facteurs qui pourraient avoir une incidence sur la production de biofilm et les effets

[12] Réponse PMV 2016-03-02, p. 86, ligne 1655
[13] EIE, annexe 10C, section 2.9, p. 24
[14] EIE, annexe 10D, annexe C, p. 72

potentiels sur ces oiseaux. Ces problèmes représentent une préoccupation majeure pour ECCC.

3.3.6 Structure du cycle biologique

Le modèle EwE n'a pas séparé les groupes fonctionnels en étapes du cycle biologique (phases), bien que pour de nombreux groupes fonctionnels, les stades juvéniles peuvent avoir des caractéristiques biologiques et des habitats très différents de ceux des adultes. Il n'est pas indiqué clairement, dans la description du modèle, comment les différentes structures du cycle biologique ont été prises en compte et si, par exemple, il y avait suffisamment de juvéniles pour produire des adultes. Le fait de ne pas inclure les stades précoces du stade biologique a des implications qui devraient être étudiées, au moins quantitativement, pour déterminer quelles espèces pourraient être plus vulnérables aux effets du projet à certains stades biologiques.

3.3.7 Équilibrage du modèle

L'équilibrage d'un modèle EwE est le processus par lequel des paramètres sont ajustés, de sorte qu'il y ait une production suffisante pour répondre aux besoins de consommation, c.-à-d., qu'il y ait suffisamment de proies pour tous les prédateurs. Des avis d'experts ont été utilisés pour examiner les valeurs des paramètres et les ajuster pour prendre en compte les erreurs et les incohérences dans la logique. « PMV est convaincu que, puisque l'approche adoptée pour équilibrer le modèle se fonde sur des pratiques exemplaires, les étapes sont appropriées »[15]. Il est nécessaire et attendu de faire des ajustements des paramètres initiaux pour garantir un modèle écologiquement plausible. Pour quelques groupes fonctionnels, cependant, il a été nécessaire de faire de très importants changements aux estimations des paramètres initiaux (qui, souvent, n'étaient pas basées sur des données propres à Roberts Bank), par exemple pour les épaulards migrateurs. Lorsque ces paramètres initiaux ont été ajustés (souvent de façon considérable) par les avis d'experts pour équilibrer le modèle, les intervalles de confiance relatifs à ces valeurs ajustées des paramètres n'ont pas été augmentés pour refléter cette incertitude supplémentaire (voir par exemple la réponse PMV 2016-03-02, p. 51, lignes 955-956). Lorsque l'avis des experts a été utilisé pour effectuer d'importants changements aux valeurs initiales des paramètres, des intervalles de confiance plus grands auraient dû être appliqués pour ces paramètres. Cela ne semble pas avoir été le cas et, par conséquent, cela pourrait entraîner la sous-estimation de l'incertitude réelle des extrants du modèle.

Un autre exemple concerne le groupe des pinnipèdes, dans lequel on a supposé que 50 % du régime alimentaire provenait de l'extérieur de la zone du modèle afin d'équilibrer le modèle. La justification fournie était la suivante : « Les pinnipèdes étaient la cause de mortalités excessives liées à la prédation dans de nombreux groupes fonctionnels de poissons. La biomasse des pinnipèdes était une moyenne pour le détroit de Georgie, qui était probablement trop élevée pour Roberts Bank. Par conséquent, on a supposé que les pinnipèdes n'exploitaient que la moitié de leur régime alimentaire de la zone étudiée »[16]. Il n'est pas clair si la sensibilité du modèle aux différents pourcentages de la répartition de la nourriture a été étudiée.

Comme cela a été noté plus haut (3.3.2), le modèle Ecopath était relativement non contraint, et peu d'ajustements des paramètres d'entrée ont été requis pour équilibrer le modèle. C'est inhabituel, et les efficacités écotrophiques faibles de plusieurs groupes fonctionnels suggèrent que la prise en compte complète des flux d'énergie pourrait ne pas avoir été atteinte (une efficacité écotrophique de 1 indique que 100 % de la production de ce groupe particulier fait l'objet de prédation ou est éliminée par la pêche, ne laissant aucun individu mourir de

[15] Réponse PMV 2016-03-02, p. 49, lignes 910-912
[16] EIE, annexe 10C, section 2.6.1, p. 20

vieillesse[17]). Un « excès » d'individus mourant de vieillesse, c.-à-d. des efficacités écotrophiques bien inférieures à 1, suggère une biomasse potentiellement importante qui n'est pas utilisée par l'écosystème, et est au contraire convertie en détritus.

3.4 Validation du modèle

La validation du modèle est le processus par lequel les paramètres, les variables et les extrants du modèle sont comparés à ceux de l'écosystème réel pour vérifier dans quelle mesure le modèle représente l'écosystème. Il s'agit d'une étape essentielle pour convaincre que les projections du modèle, dans ce cas avec et sans le projet, sont pertinentes par rapport à la façon dont on s'attend que l'écosystème réel fonctionne avec et sans le projet. En pratique, la validation de modèles écosystémiques complexes est difficile, étant donné l'éventail d'hypothèses qui doivent être formulées lors de la création du modèle, les données disponibles limitées et la variabilité naturelle de l'écosystème à diverses échelles temporelles et spatiales.

Nombre des diagnostics standard pour le modèle Ecopath n'ont pas été évalués dans l'EIE. Le promoteur semble avoir supposé qu'une fois le modèle Ecopath équilibré, il était valide et adapté pour l'emploi visé. Le promoteur devrait fournir toutes les estimations Ecopath des indices vitaux, y compris les taux de mortalité. Telles que l'EIE est présenté, des questions subsistent. Par exemple, de nombreuses efficacités écotrophiques (qui contrôlent le transfert de biomasse des proies aux prédateurs) sont inférieures à 1, même pour des taxons dont on pourrait s'attendre à ce qu'ils soient proches de 1, comme le zooplancton carnivore. La raison des efficacités écotrophiques inférieures à 1 n'a pas été mentionnée ou expliquée dans l'EIE.

Le diagnostic détaillé pour le modèle Ecospace devrait également être présenté afin d'évaluer le rendement du modèle. En réponse aux critiques du MPO, d'ECCC et de RNCan formulées lors des discussions avec le promoteur, ce dernier a fourni la biomasse des groupes fonctionnels issue du modèle Ecopath (avant Ecospace) et du modèle Ecospace, après la période de simulation (qui impliquait d'ajuster les paramètres du modèle Ecopath pour équilibrer les 5 468 cellules distinctes du modèle Ecospace)[18]. Le promoteur affirme qu'« il est important de noter que les modifications des valeurs de la biomasse générées pendant la période de simulation sont identiques pour les scénarios avec et sans le projet et ne fournissent donc pas d'information sur les effets potentiels sur la productivité liés au projet[19]. Cependant, plusieurs modifications de la biomasse résultent du processus d'équilibrage d'Ecospace (période de simulation). Le promoteur n'accorde que peu d'attention à ce sujet dans sa réponse aux questions du MPO, d'ECCC et de RNCan. Une analyse du tableau 6[20] a révélé que la biomasse de 9 groupes fonctionnels était supérieure ou inférieure aux intervalles de confiance les plus larges autorisés pour chaque groupe[21]. Cela requiert une discussion plus approfondie et une justification.

Le promoteur a utilisé une mesure de validité de l'ajustement pour comparer les distributions spatiales des extrants du modèle aux observations sur le terrain. Il a indiqué qu'« aucun autre modèle EwE identifié n'utilise de mesure de validité de l'ajustement. Par conséquent, le modèle de RB est potentiellement le premier modèle EwE de ce genre pour lequel une mesure de validité de l'ajustement a été appliquée »[22]. La mesure de validité de l'ajustement choisie est la

[17] EIE, annexe 10-B, p. 11
[18] Réponse PMV 2016-03-02, p. 65-66, tableau 6
[19] Réponse PMV 2016-03-02, p. 64, lignes 1205-1207
[20] Réponse PMV 2016-03-02, p. 65-66, tableau 6
[21] Réponse PMV 2016-03-02, p. 45, tableau 3
[22] Réponse PMV 2016-03-02, p. 78, lignes 1481-1483

méthode de classification par pourcentage d'exactitude[23]. Cette méthode extrait un test statistique basé sur la proportion d'emplacements dans lesquels les occurrences prévues par le modèle correspondent aux occurrences observées issues des données, et il en va de même avec les absences prévues et observées. Le promoteur a ensuite calculé deux mesures supplémentaires de validité de l'ajustement : la sensibilité (le modèle prédit la présence d'une espèce dans une zone dans laquelle on sait qu'elle est présente en réalité), et la spécificité (le modèle prédit qu'une espèce n'est pas présente dans une zone dans laquelle on sait qu'elle n'est pas présente en réalité)[24]. Cette analyse a permis de conclure que le modèle possède un degré de prévisibilité élevé pour les groupes fonctionnels tels que la zostère marine et les pennatules, qui sont répartis de façon relativement statique, mais un degré de prévisibilité plus faible pour les groupes fonctionnels qui sont plus dynamiques dans le temps et l'espace, comme le biofilm et les algues vertes[25].

Cette méthode présente deux problèmes. D'abord, cette comparaison de la validité de l'ajustement a été effectuée uniquement pour les groupes fonctionnels qui font office d'habitat; il n'y a aucune mention de la mesure dans laquelle cette analyse s'applique aux groupes fonctionnels mobiles. Le deuxième problème, c'est que cette méthode ne prend pas en compte les situations (comme c'est le cas pour plusieurs groupes dans cette étude) dans lesquelles les espèces ne sont présentes qu'à quelques emplacements. Par exemple, « ...si les données d'essai consistent en 95 % d'absences et 5 % de présences, et que cela reflète la prévalence réelle des espèces dans le paysage (un scénario réaliste pour une espèce rare), un modèle « nul » qui prévoirait l'absence dans tous les cas (p. ex., aucun modèle) serait correct 95 % du temps... » (Franklin 2009, p. 151). Ce dernier point est important ici, puisque ces groupes fonctionnels qui font office d'habitat (biofilm, algues brunes, zostère indigène, algues vertes, zostère du Japon, marais littoral, biomat, et pennatules orangées[26]) semblent ne pas être présents dans la majeure partie de la zone du Projet (selon le portrait dressé par les extrants du modèle présentés dans la réponse PMV 2016-03-02, annexe 2.18). Il est donc important qu'une évaluation solide du rendement du module Ecospace soit utilisée, avec plus d'une mesure, de préférence.

En résumé, le point de départ est important pour cette analyse de la modélisation. Il ne s'agit pas seulement d'effectuer une comparaison des résultats avec et sans le projet. Le modèle doit être considéré comme une représentation suffisante de l'écosystème. Le promoteur n'a pas encore suffisamment validé le modèle.

3.5 Résultats du modèle

3.5.1 Présentation des résultats du modèle

Comme cela a été mentionné plus haut (section 3.3.1), l'objectif annoncé du modèle de l'écosystème de Roberts Bank n'était pas de fournir une évaluation des répercussions du projet pour chaque groupe fonctionnel à une petite échelle temporelle, mais d'estimer les changements en matière de potentiel productif, avec et sans le projet, au niveau de l'écosystème[27]. Cependant, les résultats ont été présentés comme des comparaisons par espèce/groupe fonctionnel avec et sans le projet, et non comme des changements potentiels en matière de productivité totale de l'écosystème. Les chiffres révisés pour chaque groupe

[23] Réponse PMV 2016-03-02, p. 78, lignes 1483-1484
[24] Réponse PMV 2016-03-02, p. 80, lignes 1524-1527
[25] Réponse PMV 2016-03-02, p. 81, lignes 1551-1559
[26] Réponse PMV 2016-03-02, p. 82, tableau 8
[27] Réponse PMV 2016-03-02, p. 99, lignes 1914-1917

fonctionnel, présentant des répartitions sans le projet, avec le projet, et leur différence, indiquaient que les répercussions étaient susceptibles d'être localisées, avec des répercussions globales relativement limitées. Les indices de biomasse avec et sans le projet allaient de 0,45 à 1,89, la plupart des valeurs étant inférieures à 1. Cela est interprété comme une indication de légères baisses de capacité de la zone d'étude pour appuyer la biomasse et la production avec le projet pour de nombreux groupes fonctionnels[28] (figure 2).

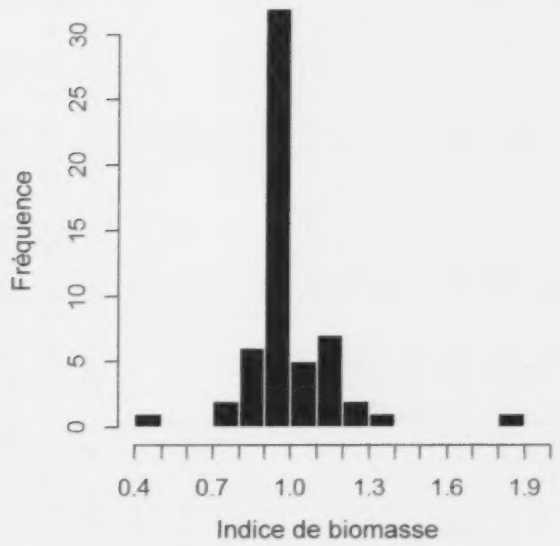

Figure 2. Histogramme des indices de biomasse obtenus en comparant les exécutions du modèle avec et sans le projet (c.-à-d. avec/sans). Les valeurs inférieures à 1 indiquent des réductions de la biomasse avec le projet, par rapport à sans le projet). Données issues de l'annexe 2.18 de la réponse PMV 2016-03-02.

3.5.2 Analyses de sensibilité et de vulnérabilité

Chaque modèle d'écosystème n'est qu'une représentation possible du véritable écosystème, définie par la structure du modèle et les valeurs choisies pour ses nombreux paramètres. Le point clé est la mesure dans laquelle le modèle représente le système réel, la façon dont cette correspondance peut être mesurée et la sensibilité des résultats du modèle à la variabilité des valeurs choisies pour les paramètres. Le modèle idéal devrait résister à une grande variété d'incertitudes dans les données et les paramètres d'entrée. Cette résistance est déterminée en menant des analyses de sensibilité sur le modèle pour voir comment il répond aux variations dans les paramètres d'entrée, et en déterminant les paramètres d'entrée auxquels le modèle est le plus sensible.

Les paramètres de vulnérabilité déterminent la force des interactions entre les groupes fonctionnels en matière d'alimentation. Ils fixent le degré de dépendance à la densité de chaque groupe fonctionnel. Des paramètres de vulnérabilité élevés fournissent un meilleur contrôle du haut vers le bas (prédateur), tandis que les paramètres faibles fournissent un meilleur contrôle

[28] Réponse PMV 2016-03-02, annexe 2.18

du bas vers le haut (environnemental)[29]. Plusieurs publications ont montré que les modèles EwE sont très sensibles aux paramètres de vulnérabilité, et Christensen et Walters (2000) indiquent qu'un des principaux inconvénients d'EwE est que les « vulnérabilités à la prédation sont souvent sous-estimées, limitant les impacts de la prédation modélisés ». Il est pratique courante de régler les modèles Ecopath, y compris les paramètres de vulnérabilité, en fonction de données de séries chronologiques, comme la biomasse, à l'aide du modèle de simulation temporelle, Ecosim. Cependant, ces données n'étaient pas disponibles pour la zone RBT2, donc cette méthode solide d'adaptation du modèle et d'estimation des paramètres de vulnérabilité n'était pas possible. À la place, un paramètre de vulnérabilité de 2 a été utilisé comme valeur par défaut pour les principales exécutions du modèle, ce qui est une « pratique courante lorsque les données des séries chronologiques ne sont pas disponibles et que les estimations de la vulnérabilité dans le modèle ne peuvent pas être effectuées »[30]; des analyses de sensibilité ont été menées pour une fourchette de 1,5 à 3. Cette fourchette étroite a été critiquée par le MPO/ECCC dans des discussions initiales sur le modèle avec le promoteur. Le promoteur a par la suite exécuté de nouveau le modèle avec un plus grand éventail de vulnérabilités[31] (de 1,1 à 10), et a conclu que ce plus grand éventail de vulnérabilité avait produit des résultats similaires, pour l'indice de productivité avec et sans le projet, à ceux de l'EIE d'origine, et que l'EIE était plus susceptible de surestimer les effets du projet potentiel que de les sous-estimer[32]. Les données indiquées au tableau 7 de la réponse PMV[33] indiquaient en effet des changements dans les indices de productivité allant de 0 à 50 % de la principale exécution définie (qui a utilisé un paramètre de vulnérabilité de 2). Cependant, le promoteur a changé tous les paramètres de vulnérabilité pour qu'ils aient la même valeur, c.-à-d. tous à 2 ou à 10, etc. En réalité, les paramètres de vulnérabilité résultant des modèles Ecosim qui correspondent aux données, tel que cela est décrit plus haut, varient selon le groupe fonctionnel, ce qui n'a pas été étudié ici. Par conséquent, bien que les résultats suggèrent que le choix original de 2 pour l'exécution principale par défaut semblait raisonnable, les effets potentiels de la variabilité des paramètres de vulnérabilité n'ont pas été complètement étudiés.

Les analyses de sensibilité sont généralement basées sur la plage d'incertitude estimée pour les données et les paramètres d'entrée, ce qu'on appelle souvent les intervalles de confiance autour des paramètres du modèle. Le cadre EwE intègre de nombreux paramètres et sources de données différents, y compris des valeurs provenant de la documentation. Par conséquent, il peut être difficile de déterminer des intervalles de confiance « raisonnables » lorsqu'ils sont tirés de sources de données aussi diverses. En matière de modèle Ecopath, la pratique courante consiste à mettre au point une généalogie pour chaque paramètre, avec des valeurs par défaut pour l'incertitude en fonction de la nature des données sources. Par exemple, les valeurs des paramètres basées sur des observations de grande précision sur le terrain de la biomasse au sein du domaine du modèle reçoivent des intervalles de confiance par défaut de 10 %, tandis que les valeurs des paramètres basées sur des modèles élaborés pour autre chose ou aux fins de jugement professionnel reçoivent des intervalles de confiance de 80 %[34]. Les analyses de sensibilité sont ensuite exécutées à l'aide de valeurs de paramètres sélectionnées à l'intérieur de ces intervalles de confiance. Toutefois, si ces intervalles de confiance par défaut ne tiennent pas compte de la plage complète de variabilité, les résultats ne sont alors pas informatifs sur la variabilité du « véritable » écosystème. Des observations sur le terrain ont été recueillies pour

[29] Réponse PMV 2016-03-02, p. 70, lignes 1318-1323
[30] Réponse PMV 2016-03-02, p. 70, lignes 1321-1322
[31] Réponse PMV 2016-03-02, p. 71-74
[32] Réponse PMV 2016-03-02, p. 71, lignes 1339-1341
[33] Réponse PMV 2016-03-02, p. 73
[34] EIE, annexe 10-C, section 2.5.1, page 18

de nombreux groupes fonctionnels au sein du domaine du modèle en 2012 et 2013, dans le cadre d'études visant à appuyer l'EIE du RBT2. Apparemment, ces observations visaient à documenter la variabilité spatiale (en partie pour le modèle Ecospace) et la variabilité temporelle (mesures à un emplacement au fil du temps), et non à tirer des intervalles de confiance autour de ces observations[35].

La dépendance à l'égard de la méthode utilisant la généalogie pour tirer des intervalles de confiance pour ce modèle de Roberts Bank a été critiquée par le MPO, ECC et RNCan lors des discussions avec le promoteur. Par conséquent, le promoteur a exécuté de nouveau le modèle avec des intervalles de confiance bien plus élevés, allant de 30 à 100 % en fonction du paramètre d'entrée et du groupe fonctionnel[36]. Les résultats de cette nouvelle analyse à l'aide d'intervalles de confiance plus grands étaient semblable à ceux utilisant la méthode originale de généalogie. Le promoteur a fait remarquer que « Bien que la production au sein de chaque ...exécution était très différente, il y avait peu de différence dans l'indice de biomasse [avec et sans le projet]. Ces résultats démontrent encore davantage que même avec un éventail plus grand de valeurs d'entrée, l'influence du projet sur l'écosystème de Roberts Bank est uniforme parmi toutes les... exécutions de modèle »[37]. Cela permet de confirmer que le modèle résiste à l'incertitude relative à ses paramètres d'entrée. Deux préoccupations persistent, cependant. La citation ci-dessus indique que la production parmi les différentes exécutions de modèle était très différente, malgré le peu de différence des indices de biomasse avec et sans le projet. Puisque la biomasse n'est pas la même que la production, elle apporterait des renseignements permettant de comprendre le rendement du modèle et les incidences potentielles pour montrer ces différences en matière de production. Cela est également lié au point de la section 3.4 en ce qui concerne la mesure dans laquelle le modèle représente le véritable écosystème, et pas seulement les comparaisons au sein du modèle avec et sans le projet. La deuxième question est plus technique et traite de la façon dont la méthode de randomisation (Monte Carlo, ou MC), qui a été utilisée pour créer plusieurs exécutions du modèle, avait utilisé l'incertitude relative aux données sur le régime alimentaire. Les régimes alimentaires ne sont actuellement pas inclus dans la méthode de MC disponible aux utilisateurs réguliers du modèle Ecosim; la façon dont ils ont été manipulés dans ce modèle RBT2 ne semble pas avoir été expliquée.

Enfin, les analyses de sensibilité indiquent que l'incertitude dans les paramètres d'entrée n'entraîne pas de différence majeure entre les paramètres du modèle avec et sans le projet. Cependant, cette conclusion ne décrit pas la façon dont l'incertitude dans les paramètres d'entrée a une incidence sur la compréhension de l'écosystème.

4.0 Conclusions

De manière générale, la conclusion principale de l'énoncé des incidences environnementales du promoteur est la suivante : « ...après la mise en œuvre de l'atténuation, ...le projet ne devrait pas entraîner d'effets nuisibles importants sur les 16 composantes mesurées ».[38] En outre, « ...on s'attend à ce qu'environ 40 % des groupes fonctionnels ne changent pas de plus 5 %, ce qui ... est considéré comme s'inscrivant dans l'incertitude des exécutions du modèle »[39], bien que des changements plus grands aient été prévus pour les pennatules orangées, le biofilm d'eau douce, les algues vertes et les rapaces. Les conclusions des études

[35] Réponse PMV 2016-03-02, p. 42, lignes 772-777

[36] Réponse PMV 2016-03-02, p. 44-47

[37] Réponse PMV 2016-03-02, p. 47, lignes 855-858, et voir aussi la réponse PMV 2016-03-02, annexe 2.7-B

[38] PMV, mars 2015, Sommaire de l'énoncé des incidences environnementales de Roberts Bank – Partie 1, page 37

[39] EIE, annexe 10-C, p. ii

de modélisation sont que «...le projet proposé aura un impact sur la zone d'étude, que l'effet varie selon l'espèce, et que les conclusions résistent à l'incertitude des paramètres. »[40] Les résultats précis par composante mesurée, tels qu'ils sont extraits du modèle EwE, sont présentés par groupe fonctionnel dans le tableau 1.

[40] EIE, annexe 10-D, p. iv

Tableau 1. Les changements en matière de potentiel productif avec le projet, tels qu'ils sont extraits du modèle EwE.

			Changements dans le potentiel productif					
Catégorie de l'écosystème	Nombre de composantes mesurées	Nombre ayant un potentiel de perte de biomasse	Diminution modérée (déclin de 31 à 60 %)	Légère diminution (déclin de 6 à 30 %)	Négligeable (0 % à 5 % de changement).	Légère augmentation (augmentation de 6 à 30 %)	Augmentation modérée (augmentation de 31 à 60 %)	Source
Végétation marine	7	7	-	3	2	2	-	EIE, section 11 du vol. 3, tableau 11-17, pages 11-65
Invertébrés marins	4	3	1	1	1	1	-	EIE, section 12 du vol. 3, tableau 12-8, pages 12-52
Poissons marins	13	13	-	2	6	5	-	EIE, section 13 du vol. 3, tableau 13-10, pages 13-95
Oiseaux de rivage	11	8	-	3	4	3	1	EIE, section 15 du vol. 3, tableau 15-10, pages 15-67

La plupart des groupes fonctionnels ont présenté un certain potentiel de perte de biomasse avec le projet, la perte de biomasse étant définie comme toute exécution de modèle ayant des résultats négatifs (c.-à-d. dans laquelle la biomasse avec le projet était inférieure à la biomasse sans le projet). Le résumé des changements en matière de potentiel de productivité est mixte, la plupart (33 sur 35) des composantes mesurées présentant de légères diminutions à de légères augmentations (définies comme des changements de 6 à 30 % en matière de potentiel de productivité avec le projet par rapport à sans le projet).

Les principales conclusions de cet examen en ce qui concerne le cadre de référence sont les suivantes :

1. Les groupes fonctionnels et les variables abiotiques utilisés dans le modèle représentent-ils adéquatement l'écosystème de Roberts Bank?
    - Les 58 groupes fonctionnels et variables abiotiques utilisés dans le modèle représentent adéquatement les principales composantes de l'écosystème de Roberts Bank; cependant, pour les espèces ayant une plus longue durée de vie, les stades biologiques ne sont pas bien représentés, et certains des impacts du projet pourraient avoir une incidence sur des stades biologiques précis.
    - Les variables abiotiques représentent adéquatement les moteurs physiques de cet écosystème sur une échelle de temps annuelle. Cependant, les valeurs annuelles pour ces variables abiotiques pourraient ne pas prendre en compte de façon adéquate d'importants événements infra-annuels, comme les tempêtes (MPO 2016), la période d'arrivée et de départ d'espèces de grands migrateurs, et la possibilité qu'il y ait d'importants seuils ou décalages infra-annuels dans la période qui suit le projet.
    - Les facteurs biotiques (p. ex. les nutriments), qui sont particulièrement importants pour le biofilm et d'autres taxons de niveaux trophiques inférieurs, ne sont pas inclus dans ce modèle. Par conséquent, le modèle n'est pas en mesure d'évaluer le développement potentiel d'épisodes d'eutrophisation et d'enrichissement organique benthique, qui pourraient avoir une incidence sur les habitats des poissons dans la zone étudiée.
2. Les estimations des paramètres utilisés par le modèle sont-elles valides et scientifiquement valables pour le système visé?
    - En général, les estimations des paramètres semblent être adéquates pour ce système. Des études sur le terrain ont été effectuées en deux ans pour fournir des données, en particulier, sur les répartitions de certains groupes fonctionnels pour le module Ecospace. Veuillez noter que les études sur la répartition se concentraient sur des taxons qui étaient relativement immobiles et donc « fixes » dans l'espace;
    - la sélection de certains paramètres du modèle bénéficierait d'une explication plus approfondie, par exemple le choix de matrices de régime alimentaire fixes contre des matrices dynamiques qui peuvent varier selon des changements en matière d'abondance ou de prédateurs et de proies;
    - la sélection de certains paramètres du modèle bénéficierait d'une explication plus approfondie, par exemple le lien entre les régimes alimentaires décrits dans le texte de l'annexe 10B et les quantités présentées dans l'annexe A de l'annexe 10B. Il est entendu que des proportions ont été extraites au moyen du principe de « sélectivité fixe », mais pour être entièrement transparent, la dérivation de chaque régime alimentaire devrait être indiquée dans une annexe;

- une discussion et une explication sont nécessaires au sujet de la raison pour laquelle les efficacités écotrophiques diffèrent des valeurs attendues (p. ex. l'efficacité écotrophique pour le hareng du Pacifique est indiquée comme étant de 0,38); et
- le facteur abiotique, le « substrat », était limité aux options « dur » et « meuble », ce qui peut être restrictif, étant donné qu'elles servent d'indicateurs de résultat sur un continuum de la composition du substrat. Ces options limitées ne fournissent peut-être pas la sensibilité nécessaire pour évaluer la préférence en matière de substrat, ni la flexibilité pour les taxons (p. ex. organismes motiles) qui sont répartis entre les types de substrats dur, mixte et meuble. Par ailleurs, il n'est pas clair si des changements dans les catégories dur/meuble ont été envisagés au fil du temps au sein des paramètres relatifs aux dépôts ou à l'érosion déterminés avant et après la construction.

3. Les limites et les incertitudes du modèle ont-elles été déterminées et correctement prises en considération dans la détermination de la représentation par le modèle des conditions actuelles et des conditions futures possibles?
   - Le modèle EwE n'a pas été conçu pour évaluer une gamme de conditions futures. Il a été conçu pour fournir une estimation des changements en matière de potentiel de productivité au niveau de l'écosystème, avec et sans le projet. Par conséquent, le modèle a été exécuté sans le projet, et avec le projet, pour une gamme de conditions abiotiques plausibles, et les résultats ont été comparés en ce qui concerne la biomasse et la productivité par groupe fonctionnel;
   - l'approche utilisant la généalogie et visant à évaluer les incertitudes des résultats du modèle n'est pas satisfaisante pour le but visé, puisqu'elle a seulement trait à un jugement qualitatif de la valeur des données basé en fonction de cette source. Cependant, lorsque le modèle a été exécuté de nouveau avec des intervalles de confiance bien plus grands (incertitudes) les résultats en général (mais pas nécessairement pour chaque groupe fonctionnel) étaient semblables aux résultats obtenus à l'aide de l'approche originale utilisant la généalogie. Cela laisse penser que, pris dans son ensemble, le modèle pourrait résister à de grandes plages d'incertitude dans ces variables et paramètres d'entrée;
   - la validation du modèle est inadéquate. Elle est inadéquate pour trois raisons :
     (i) le modèle Ecopath de base n'est pas validé, et le processus d'équilibrage d'Ecospace (la période de simulation) a entraîné une certaine augmentation ou diminution de certaines estimations de biomasse au-delà de leurs intervalles de confiance;
     (ii) le test de validité de l'ajustement utilisé pour évaluer la mesure dans laquelle le modèle a prédit la présence spatiale de groupes fonctionnels n'est pas adapté pour le but visé (section 3.4); et
     (iii) la validation a été fournie pour un petit nombre seulement de groupes fonctionnels (les groupes fonctionnels qui font office d'habitat). Par conséquent, le modèle n'est pas validé actuellement.
   - En tenant compte de la proportion de frontières ouvertes par rapport aux frontières fermées dans le modèle, les processus qui se déroulent hors de l'écosystème modélisé sont susceptibles de contribuer aux dynamiques dans l'écosystème modélisé. Toutefois, ces processus externes pourraient ne pas être bien résolus par le modèle EwE tel qu'il est actuellement configuré.

4. Les résultats du modèle concernant les effets potentiels du projet sur le poisson et l'habitat du poisson, les oiseaux migrateurs et leurs ressources alimentaires sont-ils valides et valables scientifiquement?
   - Il s'agit d'un modèle d'écosystème très complexe, construit pour un système relativement petit et ouvert (dans le sens où il existe un échange considérable avec des zones adjacentes non modélisées). De nombreuses hypothèses ont été formulées en se fondant sur des données de mauvaise qualité ou manquantes. En prenant en compte toutes ces considérations, le modèle fait de son mieux pour comparer la biomasse et la productivité de l'écosystème de Roberts Bank avec et sans le projet;
   - la mesure dans laquelle le modèle représente de manière adéquate le « véritable » écosystème de Roberts Bank, plutôt que de fournir une comparaison des résultats du modèle avec et sans le projet, n'est pas claire, car un certain nombre de diagnostics de base ne sont pas présentés (voir le point 3 plus haut);
   - le modèle EwE n'est pas capable de représenter les variations en matière de nutrition et de qualité de la nourriture dans les groupes fonctionnels des proies, ainsi que la façon dont celles-ci peuvent avoir une incidence sur les grands prédateurs comme les oiseaux, avec et sans le projet, et n'est pas conçu pour cette tâche.
5. Le cadre modèle EwE est-il une méthode valide permettant de quantifier des répercussions à grande échelle sur l'habitat du poisson, la productivité du poisson et la productivité des oiseaux migrateurs?
   - Le modèle EwE, tel qu'il est mis en œuvre dans ce projet et examiné dans le présent document, est un cadre utile de premier ordre permettant d'organiser l'information et de tirer des estimations initiales de la façon dont le système peut répondre aux perturbations;
   - l'utilité d'un modèle EWE pour connaître les répercussions dépend fortement de la qualité des données d'entrée;
   - chaque modèle EWE dépend fortement des conditions locales. Bien qu'appropriée comme méthodologie globale, chaque application devra être examinée pour déterminer de quelle façon elle peut être appliquée à tout nouvel écosystème;
   - le modèle EwE devra être considérablement reformulé s'il devait inclure les considérations relatives aux changements dans la composition chimique ou la qualité de la nourriture des proies, en particulier pour les espèces migratrices saisonnières, comme les oiseaux, qui peuvent déprendre de très grandes biomasses de proies ayant une composition chimique précise pour s'alimenter en vue de leurs migrations au-delà des frontières du modèle de l'écosystème.

Collaborateurs

Collaborateur	Organisme d'appartenance
Ian Perry	Auteur, Direction des sciences du MPO, région du Pacifique
Alida Bundy	Auteur, Direction des sciences du MPO, région des Maritimes
Terri Sutherland	Auteur, Direction des sciences du MPO, région du Pacifique
Robert Elner	Auteur, ECCC, Service canadien de la faune
Andrew Robinson	Auteur, ECCC, Service canadien de la faune
Lesley MacDougall	Rédactrice, Direction des sciences du MPO, région du Pacifique

Approuvé par

Carmel Lowe
Directeur régional
Direction des sciences, Région du Pacifique
Pêches et Océans Canada

Le 4 novembre 2016

Sources de renseignements

Christensen, V., Coll, M., Steenbeek, J., Buszowski, J., Chagaris, D., Walters, C.J. 2014. Representing variable habitat quality in a spatial food web model. Ecosystems 17: 1397-1412.

Christensen, V., Walters, C. 2000. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. Ecological Modelling 172: 109-139.

Colléter, M., Valls, A., Guitton, J., Gascuel, D., Pauly, D., Christensen, V. 2015. Global overview of the applications of the Ecopath with Ecosim modeling approach using the EcoBase models repository. Ecological Modelling 302: 42-53.

Compass Resource Management Ltd. 2013. Roberts Bank Terminal 2 Technical Advisory Group (TAG) Process Report Productive Capacity – Final Report. 119 p. (Consulté le 1er novembre 2016.)

ESSA Technologies. 2014a. Roberts Bank Terminal 2 Project, Roberts Bank, Delta, B.C., Environmental Impact Statement. Volume 3: Biophysical Effects Assessments. Appendix 10-C. Roberts Bank Ecosystem Model Development and Key Run. Port Metro Vancouver. (Accessed November 1, 2016)

ESSA Technologies. 2014b. Roberts Bank Terminal 2 Project, Roberts Bank, Delta, B.C., Environmental Impact Statement. Volume 3: Biophysical Effects Assessments. Appendix 10-D. Roberts Bank Ecosystem Model Sensitivity Analyses. Port Metro Vancouver. (Accessed November 1, 2016)

Franklin, J. 2009. Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction. Cambridge University Press, Cambridge.

Hemmera. 2014. Roberts Bank Terminal 2 Project, Roberts Bank, Delta, B.C., Environmental Impact Statement. Volume 3: Biophysical Effects Assessments. Appendix 10-B. Roberts Bank Ecosystem Model Parameter Estimates. Port Metro Vancouver, File 302-035.03. (Accessed November 1, 2016)

MPO. 2016. Examen technique de l'évaluation environnementale du terminal 2 à Roberts Bank : section 9.5 – géomorphologie côtière. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2016/045. (Consulté le 4 novembre 2016.)

Port Metro Vancouver. 2015a. Roberts Bank Terminal 2 Project, Roberts Bank, Delta, B.C., Environmental Impact Statement. Volume 3: Biophysical Effects Assessments, Section 10.0 Biophysical Setting. (Accessed November 1, 2016)

Port Metro Vancouver. 2015b. Roberts Bank Terminal 2 Project, Roberts Bank, Delta, B.C., Environmental Impact Statement. Volume 3: Biophysical Effects Assessments Section 10.3. Overview of Assessing Ecosystem Productivity. (Accessed November 1, 2016)

Port Metro Vancouver. 2015c. Roberts Bank Terminal 2 Project Environmental Assessment Additional Information Requirements (July 31, 2015): Responses. Response to Information Request #6 IR-7.31.15-06; Canadian Environmental Assessment Agency Reference Number 80054, dated 26 October 2015.

Steenbeek, J., Coll, M., Gurney, L., Mélin, F., Hoepffner, N., Buszowski, J., and Christensen, V. 2013. Bridging the gap between ecosystem modeling tools and geographic information systems: Driving a food web model with external spatial–temporal data. Ecological Modelling 263: 139– 151.

Sutherland, T., Elner, R., and O'Neill, J. 2013. Roberts Bank: Ecological crucible of the Fraser River estuary. Progress in Oceanography 115: 171–180.

Vancouver Fraser Port Authority, 2016. From the Vancouver Fraser Port Authority to the Review Panel re: Answers to preliminary technical questions submitted during the completeness phase from Fisheries and Oceans Canada, Natural Resources Canada, and Environment and Climate Change Canada, concerning the ecosystem modelling to support the Roberts Bank Terminal 2 Project environmental review. CEAR Document #547. (Accessed November 1, 2016).

Le présent rapport est disponible auprès du :

Centre des avis scientifiques (CAS)
Région du Pacifique
Pêches et Océans Canada
3190, chemin Hammond Bay
Nanaimo (Colombie-Britannique) V9T 6N7

Téléphone : (250) 756-7208
Courriel: csap@dfo-mpo.gc.ca
Adresse Internet: www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/

ISSN 1919-3815
© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2016

La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2016. Examen technique de l'évaluation environnementale du Terminal 2 à Roberts Bank : section 10.3 – évaluation de la productivité de l'écosystème. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2016/050.

Also available in English:

DFO. 2016. Technical review of Roberts Bank Terminal 2 environmental assessment: section 10.3 – assessing ecosystem productivity. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2016/050.